

Metodologický rámec integrovaného hodnocení ekosystémových služeb v České republice

David Vačkář, Jana Frélichová, Eliška Lorencová, Adam Pártl, Zuzana Harmáčková, Blanka Loučková

Metodika byla zpracována v rámci projektu TD010066 Integrované hodnocení ekosystémových služeb v České republice

Centrum výzkumu globální změny Akademie věd ČR, v.v.i.

Zpracováno pro Ministerstvo životního prostředí ČR

Květen 2014

Obsah

Seznam tabulek a obrázků.....	3
Seznam zkratk.....	4
1. Cíl a obsah metodiky.....	5
2. Zdůvodnění novosti metodiky.....	5
3. Celkový rámec metodiky.....	6
4. Účel hodnocení ekosystémových služeb.....	7
5. Základní koncepty a definice.....	8
6. Základní kategorie ekosystémových služeb.....	10
7. Konsolidovaná vrstva ekosystémů.....	12
8. Postup hodnocení služeb ekosystémů.....	15
9. Zhodnocení současného stavu ekosystémových služeb.....	17
9.1. Přenos hodnot.....	17
9.2. Biofyzikální hodnocení služeb ekosystémů.....	18
9.3. Ekonomické hodnocení služeb ekosystémů.....	20
9.4. Společenské hodnoty ekosystémů.....	23
9.5. Indikátory ekosystémových služeb a agregace údajů.....	24
9.6. Prostorové a časové měřítko hodnocení.....	26
10. Hnací síly změn ekosystémových služeb.....	28
11. Hodnocení budoucího vývoje pomocí scénářů.....	29
11.1. Příklady scénářů zaměřených na vývoj ekosystémových služeb.....	30
12. Struktura národního hodnocení ekosystémových služeb.....	31
13. Zdroje a odkazy.....	33

Seznam tabulek a obrázků

Obrázek 1. Vztah mezi přírodním kapitálem, službami ekosystémů a přínosy pro lidskou společnost	9
Tabulka 1. Příklady kategorií ekosystémových služeb.....	10
Tabulka 2. Společná mezinárodní klasifikace ekosystémových služeb, příklad 3-úrovňové klasifikace (verze 4.3).. ..	10
Tabulka 3. Základní kategorie ekosystémů podle konsolidované vrstvy ekosystémů ČR.....	13
Obrázek 2. Vazby ekosystémových služeb na kvalitu života na příkladu mokřadů	16
Tabulka 4. Přehled ekonomických hodnot ekosystémových služeb relevantních pro ČR.....	18
Tabulka 5. Příklady využitelných datových sad pro modelování ekosystémových služeb pomocí modelu ARIES	19
Tabulka 6. Příklady tabulky pro biofyzikální hodnocení toků ekosystémových služeb.	19
Obrázek 3. Typologie ekonomických hodnot využitelných pro hodnocení ekosystémových služeb.....	21
Tabulka 7. Příklady vhodných metod ekonomického hodnocení ekosystémových služeb a možnosti přenosu hodnot mezi různými lokalitami	21
Tabulka 8. Základní přístupy k ekonomickému oceňování ekosystémových služeb	22
Obrázek 4. Kaskáda poskytování ekosystémových služeb.....	24
Tabulka 9. Příklady indikátorů ekosystémových služeb.	25
Obrázek 5. Příklad vazeb mezi BAU, LCEU a EAU.....	27
Tabulka 10. Rozdělení hnacích sil včetně konkrétních příkladů	28
Tabulka 11. Základní kroky sestavení scénářů budoucího vývoje ekosystémových služeb	29
Tabulka 12. Řídící struktura národního hodnocení ekosystémů.....	31

Seznam zkratk

AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR
BAU	Základní prostorová jednotka
CBD	Úmluva o biologické rozmanitosti
CICES	Společná mezinárodní klasifikace ekosystémových služeb
CLC	Corine Land Cover
DIBAVOD	Digitální báze vodohospodářských dat
EAU	Ekosystémová účetní jednotka
ES	Ekosystémové služby
ESP	Partnerství pro ekosystémové služby
ESVD	Databáze hodnot ekosystémových služeb
InVEST	Integrované hodnocení environmentálních služeb a trade-offs
KVES	Konsolidovaná vrstva ekosystémů ČR
LCEU	Funkční jednotka krajinného pokryvu/ekosystému
MA	Miléniové hodnocení ekosystémů
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
SEEA	Systém environmentálního a ekonomického účetnictví
SES	Sociálně-ekologické systémy
TEEB	Ekonomika ekosystémů a biodiverzity
UK NEA	Národní hodnocení ekosystémů Velké Británie
VMB	Vrstva mapování biotopů
ZABAGED	Základní báze geografických dat

1. Cíl a obsah metodiky

Strategie biodiverzity EU do roku 2020 ukládá členským státům do roku 2014 zmapovat a posoudit stav ekosystémů a jejich služeb na vlastním území. Zároveň má být posouzena ekonomická hodnota těchto služeb (Cíl 2; Akce 5, Zlepšit znalost ekosystémů a jejich služeb v EU). V souvislosti s tímto závazkem vznikla předkládaná metodika, jejímž záměrem je poskytnout jednotný konceptuální rámec a základní principy pro hodnocení ekosystémových služeb v České republice. Cílem předkládané metodiky je stanovit základní zásady a postupy pro hodnocení a sledování stavu služeb ekosystémů, zejména s ohledem na přípravu a realizaci národního hodnocení služeb ekosystémů.

Ekosystémy a jejich služby se zároveň stávají předmětem rozšířeného statistického účetnictví přírodního kapitálu. Protože hodnocení služeb ekosystémů a jejich začlenění do národních účtů¹ vyžaduje standardizaci základních přístupů ke klasifikaci a environmentálně-ekonomickému účetnictví ekosystémových služeb, dalším dílčím cílem této metodiky je harmonizace těchto přístupů a klasifikací ekosystémů a jejich služeb vzhledem k jejich posuzování a hodnocení, zejména s ohledem na národní hodnocení ekosystémových služeb.

V neposlední řadě se tato metodika snaží poskytnout podporu pro naplňování národní strategie a akčního plánu ochrany biologické rozmanitosti (Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky) v oblasti hodnocení ekosystémů a ekosystémových služeb, v návaznosti na strategické cíle Úmluvy o biologické rozmanitosti (CBD) a Strategie biodiverzity EU. Zároveň metodika zohledňuje aktuálně probíhající procesy v oblasti hodnocení ekosystémových služeb, mimo jiné národní hodnocení služeb ekosystémů, v současnosti probíhající zejména pod hlavičkou Ekonomiky ekosystémů a biodiverzity (TEEB) a spuštění Experimentálních ekosystémových účtů v rámci Systému environmentálního a ekonomického účetnictví (SEEA).

Obsahem metodiky je vymezení celkového rámce pro integrované hodnocení ekosystémových služeb, představení konceptu a základních hodnotících přístupů s příklady využití, základní klasifikace ekosystémů a jejich služeb i návrh jednotlivých kroků pro postup v realizaci národního hodnocení.

2. Zdůvodnění novosti metodiky

V České republice se jedná o zcela nový metodický postup, který vychází z přehledu řady zahraničních odborných studií, které se hodnocením služeb ekosystémů na národní úrovni zabývají. Integrované hodnocení ekosystémových služeb zatím nebylo v ČR provedeno a pro postup takového hodnocení není v současné době využívána žádná rámcová metodika.

Navzdory své vysoké hodnotě je řada ekosystémů ohrožena urbanizací, fragmentací, znečištěním ze zemědělství a průmyslu. Hodnocení ekosystémových služeb na národní úrovni a

¹ Národní účty uvádějí hospodářskou bilanci státu. Zachycují veškeré toky mezi všemi ekonomickými subjekty nejen uvnitř ekonomiky státu, ale i ve vztahu k zahraničí. Jedním z ukazatelů je například hrubý domácí produkt (HDP). Cílem je zohlednit v bilanci také environmentálních důsledků ekonomického růstu.

rozvoj oceňování ekosystémových služeb založeného na tržních principech se v poslední době stává rozšířeným nástrojem ochrany ekosystémů a jejich služeb v rámci řady iniciativ (viz část 3). Identifikace a uvědomění si hodnoty ekosystémů a ekosystémových služeb, na kterých závisí kvalita života společnosti spolu se zhodnocením jejich současného stavu, se jeví jako nezbytné pro vyvinutí strategií pro trvale udržitelný ekosystémový management.

3. Celkový rámec metodiky

Potřeba metodiky integrovaného hodnocení ekosystémů se odvozuje z následujících strategických cílů a mezinárodních procesů:

Strategický plán a Aichi cíle 2020 Úmluvy o biologické rozmanitosti (CBD). Ve svém rozhodnutí X/2 (UNEP/CBD/COP/10/2) přijaly smluvní strany CBD na 10. zasedání smluvních stran v Nagoji Strategický plán pro biodiverzitu na období 2011 – 2020, zahrnující rovněž tzv. Aichi cíle. Strategický cíl 2 stanovuje začlenění hodnot biologické rozmanitosti do národního účetnictví a podávání zpráv nejpozději do roku 2020. Podle strategického cíle 14 jsou do roku 2020 ekosystémy, které poskytují základní služby, včetně služeb souvisejících s vodou, a přispívají k živobytí, zdraví a kvalitě lidského života, obnoveny a zachovány.

Strategie biodiverzity EU do roku 2020. Strategie biodiverzity EU do roku 2020 byla přijata usnesením Evropského parlamentu dne 20. dubna 2012. Cíl 2, opatření 5 Strategie EU stanovuje, že členské státy do roku 2014 zmapují a posoudí stav ekosystémů a jejich služeb na svých územích, posoudí ekonomickou hodnotu takových služeb a budou propagovat zařazení těchto hodnot do účetních systémů a systémů podávání zpráv na úrovni EU i vnitrostátní úrovni do roku 2020.

Miléniové hodnocení ekosystémů (Millennium Ecosystem Assessment, MA). Hodnocení ekosystémů na přelomu tisíciletí (MA) představuje základní rámec hodnocení ekosystémových služeb a jejich příspěvku ke kvalitě lidského života (MA, 2005). Miléniové hodnocení ekosystémů bylo vyhlášeno generálním tajemníkem OSN Kofi Annanem v roce 2000 a stalo se nejrozsáhlejším hodnocením ekosystémů a jejich služeb.

Národní studie TEEB. Ekonomika ekosystémů a biodiverzity (TEEB) je iniciativa zaměřená na zhodnocení ekonomických přínosů biologické rozmanitosti a ekosystémových služeb lidské společnosti. Jejím cílem je upozornit na rostoucí náklady způsobené ztrátou biologické rozmanitosti a degradací ekosystémů. TEEB představuje přístup, který může pomoci politikům a úředníkům rozpoznat, demonstrovat a zachytit hodnoty ekosystémů a biologické rozmanitosti, včetně toho, jak začlenit tyto hodnoty do rozhodování. V současnosti se rozvíjí celá řada národních studií TEEB.

Experimentální ekosystémové účty SEEA. Experimentální ekosystémové účetnictví v rámci Systému environmentálního a ekonomického účetnictví (SEEA) je integrovaný statistický rámec pro organizaci biofyzikálních údajů, měření ekosystémových služeb, sledování změn v ekosystémových aktivech, a propojuje tuto informaci s hospodářskou a jinou lidskou činností. Sestavení experimentálních ekosystémových účtů je proces, který koordinuje Statistická komise Organizace spojených národů.

Strategie ochrany biologické rozmanitosti ČR. Strategie ochrany biologické rozmanitosti ČR byla přijata usnesením vlády č. 620 dne 25. května 2005. Strategický cíl 4 pro oblast 8A strategie – Identifikace a monitorování biodiverzity stanovuje vytvořit systém publikování zpráv založených na indikátorech o stavu biodiverzity v ČR, zejména s ohledem na podávání zpráv pro mezinárodní úmluvy, organizace a Evropskou komisi, a začlenit vybrané indikátory do celostátních ukazatelů a statistik. Vzhledem k současnému vývoji by tyto informace měly být založeny na údajích o přínosech biodiverzity pro lidskou společnost.

4. Účel hodnocení ekosystémových služeb

Cílem posuzování a hodnocení ekosystémových služeb je zejména začlenění hodnot přírody do rozhodovacích procesů. Mezinárodní studie TEEB (2010) rozlišuje následující účely hodnocení ekosystémových služeb:

- 1. Zviditelnění hodnoty přírody.** Hodnocení služeb ekosystémů přispívá k informování o roli biologické rozmanitosti a ekosystémových služeb v ekonomice a společnosti. Přehlížení služeb ekosystémů vedlo v mnoha případech k jejich narušení, s důsledky pro kvalitu lidského života.
- 2. Hodnocení ekosystémových služeb a jejich začlenění do rozhodování.** Ačkoliv ekonomické hodnocení služeb ekosystémů může být kontroverzní, v současnosti je dostupná celá řada metod umožňujících ocenění přírodních statků a služeb. Pro zhodnocení přínosů a nákladů plynoucích z ochrany či obnovy ekosystémů a jejich využití v rozhodování by měla být využita nejlépe dostupná informace, ačkoliv pro hodnocení na místní úrovni bude vyžadovat další specifikaci standardů a zásad hodnocení.
- 3. Snížení rizika a nejistoty.** Biodiverzita přispívá k rezilienci ekosystémů a poskytuje pojistku pro zajištění služeb při měnících se podmínkách životního prostředí. K hodnocení rizika lze využít přístupy jako stanovení bezpečných minimálních standardů nebo přijetí principu předběžné opatrnosti.
- 4. Hodnota pro budoucnost.** Současná správa služeb ekosystémů ovlivňuje budoucí generace. Hodnocení ekosystémových služeb poskytuje podklady pro analýzu přínosů a nákladů při zohlednění různých scénářů vývoje a různých diskontních sazeb přírodního kapitálu.
- 5. Měření pro management.** Investice do indikátorů biologické rozmanitosti a ekosystémových služeb, jejich mapování a hodnocení, a rozvoje národních účtů, které berou v úvahu roli a hodnotu přírody, vede k lepší správě a managementu služeb přírody.

5. Základní koncepty a definice

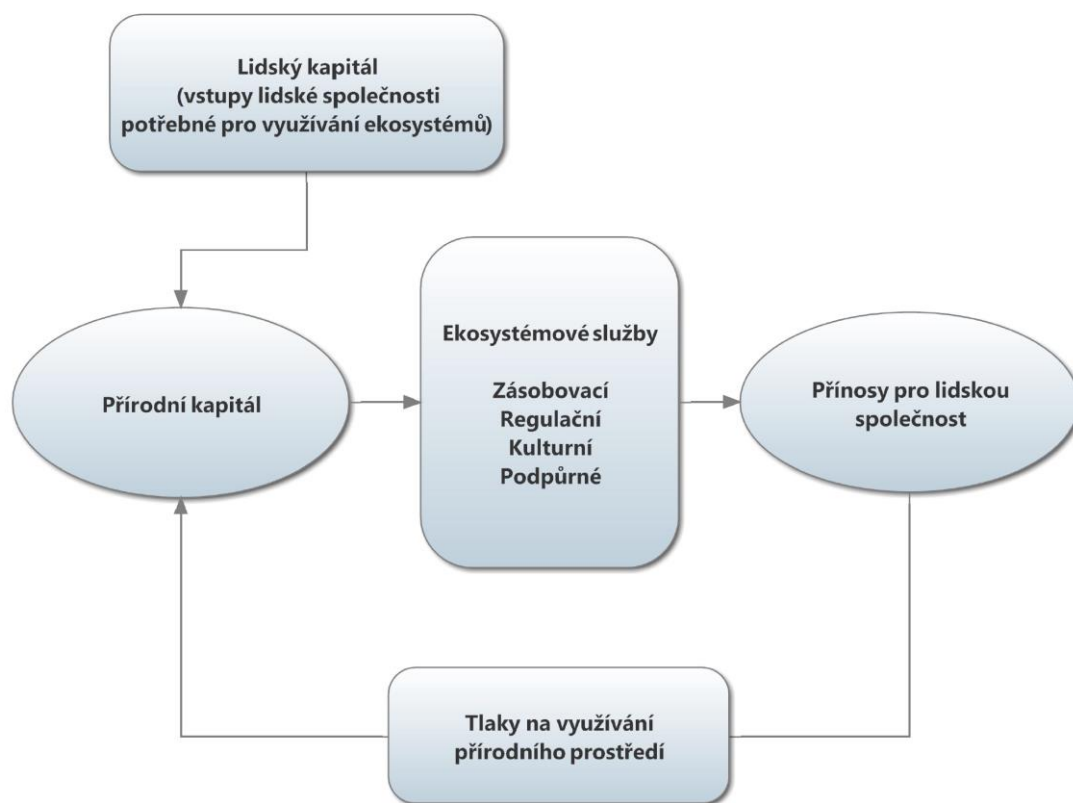
Ekosystémové služby lze definovat jako přínosy, které přírodní systémy poskytují lidské společnosti (MA, 2005). Z tohoto hlediska se rozlišují přínosy finální, kdy konečné produkty přírody přímo působí společenský užitek, a přínosy zprostředkující, tedy služby ekosystémů podporující ekonomickou produkci. Ekosystémové služby se obvykle rozdělují na zásobovací, regulační, kulturní a podpůrné/biotopové (viz kapitola 6).

Pro zajištění služeb ekosystémů má zásadní roli biodiverzita. **Biodiverzitu** lze definovat jako variabilitu živých organismů ze všech zdrojů, včetně suchozemských, mořských a jiných vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž jsou součástí, což zahrnuje rozmanitost v rámci druhů, mezi druhy a rozmanitost ekosystémů (UNEP, 1992). Pro potřeby hodnocení ekosystémových služeb se biodiverzita obvykle přímo nehodnotí, ale předpokládá se její význam v rámci vymezení služby poskytujících jednotek.

Ekosystém lze definovat jako dynamický komplex společenství rostlin, živočichů a mikroorganismů a jejich neživého prostředí, tvořící dohromady funkční jednotku. Ekosystém přístup je strategie pro integrované řízení území, vodních a živých zdrojů, která podporuje zachování a udržitelné využívání spravedlivým způsobem (MA, 2003). Podle Úmluvy o biologické rozmanitosti termín ekosystém odkazuje na jakoukoliv funkční jednotku v jakémkoliv měřítku. Tento přístup vyžaduje adaptivní řízení, které umožní se vypořádat s komplexním a dynamickým charakterem ekosystémů a absencí úplného poznání a porozumění jejich fungování.

Ekosystémové účetnictví je potom soudržný a integrovaný přístup k posuzování životního prostředí měřením ekosystémů a měřením toků služeb ekosystémů do ekonomické a jiné lidské činnosti (SEEA, 2013). Ekosystémové účetnictví přesahuje jiné přístupy k analýze ekosystémů a hodnocení přes explicitní propojení ekosystémů na hospodářské a jiné lidské činnosti. Vazby jsou zviditelněny jak z hlediska služeb poskytovaných ekosystémy, tak rovněž dopadů, které ekonomické a jiné lidské činnosti mohou mít na ekosystémy a jejich budoucí kapacitu.

Hodnocení ekosystémových služeb se rozvíjí v kontextu účetnictví přírodního kapitálu a zelené ekonomiky. **Přírodní kapitál** je zásoba environmentálních aktiv vyskytujících se v rámci ekosystémů, jako je půda, les, voda či biodiverzita (SEEA, 2013). Přírodní kapitál zahrnuje neobnovitelné i obnovitelné zdroje, stejně jako přírodní prvky nezbytné pro udržení života. Přírodní kapitál poskytuje základnu pro toky a výnosy celé řady ekosystémových produktů a služeb. Vztah mezi přírodním kapitálem, poskytováním ekosystémových služeb a přínosy pro lidskou společnost ilustruje **obrázek 1**.



Obrázek 1. Vztah mezi přírodním kapitálem, službami ekosystémů a přínosy pro lidskou společnost.

6. Základní kategorie ekosystémových služeb

Ekosystémové služby lze rozdělit do čtyř základních kategorií:

- (i) Zásobovací služby, zahrnující obvykle hmotné či produkční aspekty životního prostředí, jako jsou zemědělské plodiny, hospodářská zvířata, dřevo či voda;
- (ii) Regulační služby, zahrnující výsledky ekosystémových procesů, které vedou k přímému užtku či spotřebě lidskou společností (např. regulace klimatu, čištění vody, ochrana před živelnými pohromami);
- (iii) Kulturní služby, zahrnující obvykle nehmotné přínosy existence ekosystémů, například prostředí pro rekreaci či vzdělávání, zdravotní přínosy kontaktu s přírodou;
- (iv) Podpůrné služby či služby biotopů, zahrnující aspekty fungování ekosystémů nezbytné pro udržení života.

Podpůrné služby a služby biotopů se obvykle neúčtují či nehodnotí, protože bez jejich existence by zajištění ostatních služeb ekosystémů nebylo možné a jejich hodnota je tedy vnitřní, neekonomická a v principu nevyčíslitelná. V rámci národního hodnocení ekosystémových služeb by měla být brána v potaz co nejširší škála zásobovacích, regulačních a kulturních služeb (Tabulka 1).

Tabulka 1. Příklady kategorií ekosystémových služeb (podle MA, TEEB).

Služba ekosystému	Specifikace
Zásobovací služby	
Produkce zemědělských plodin	Rostlinná výroba, produkce potravin včetně produkce krmiv, plodiny pro výrobu koření a nápojů
Produkce technických plodin	Vláčna, olejniny, energetické plodiny
Produkce hospodářských zvířat	Pastva hospodářských zvířat jako zdroj masa
Produkce ryb	Mořské a vnitrozemské rybářství
Produkce dřeva	Dřevní hmota, stavební dřevo, palivové dřevo
Nedřevní lesní produkty (NTFP)	Lesní produkty jako zdroj obživy (lesní ovoce, houby, zvěřina)
Genetické zdroje	Geny a genetická informace využívaná při šlechtění živočichů a rostlin a v biotechnologiích
Dodávky vody	Čerpání pitné a užitkové vody, voda pro zavlažování
Regulační služby	
Regulace kvality ovzduší	Kapacita ekosystémů odstraňovat znečištění a toxické látky z ovzduší
Regulace globálního klimatu	Ovlivnění radičního působení zachycováním nebo uvolňováním skleníkových plynů změnami užití ekosystémů
Regulace místního klimatu	Změny užití ekosystémů lokálně ovlivňují místní teplotu, proudění větru, radiaci a rozložení srážek
Regulace odtoku vody	Časování a velikost srážek, záplav a doplňování vody v podzemních zvodních je ovlivněno změnami využití území, především změnami schopnosti systémů zadržovat vodu (například přeměna

	mokřadů nebo lesů na zemědělskou půdu či zastavění travních porostů městskou zástavbou)
Regulace eroze	Významnou roli v zadržování půdy a prevenci sesuvů hraje vegetační pokryv
Udržování kvality vody	Ekosystémy filtrují a rozkládají organické odpady vypouštěné do vnitrozemských vodních ploch i přímořských a mořských ekosystémů
Ochrana před záplavami	Ekosystémy jako jsou říční nivy, mangrovy a korálové útesy, omezují škody způsobené záplavami nebo přívalovými vlnami
Zneškodňování odpadních látek/odstraňování živin	Ekosystémy asimilují a detoxikují škodlivé látky, stejně jako recyklují a odbourávají nadměrný přísun živin
Regulace nosičů nemocí	Změny ekosystémů ovlivňují množství patogenů, např. cholery, a mohou změnit množství přenašečů chorob, např. komárů
Regulace škůdců	Změny ekosystémů ovlivňují výskyt škůdců a chorob plodin i hospodářských zvířat
Opylování	Změny ekosystémů ovlivňují rozložení, množství a účinnost opylovačů
Kulturní služby	
Rekreace a cestovní ruch	Přírodní hodnoty jakožto hlavní důvod cestování a rekreace
Estetické hodnoty	Vnímání estetické hodnoty krajiny či ekosystémů
Kulturní dědictví a vztah k místu	Existence tradiční krajiny utvářené specifickým vztahem lidí a přírody (vinohrady, sady, rybníky apod.)
Duchovní a náboženský význam	Významná a poutní místa, posvátná přírodní území
Vědecké využití ekosystémů	Využití ekosystémů a biodiverzity pro vědecký výzkum a vzdělávání
Existenční hodnota	Hodnota přisouzená na základě existence ekosystémů, jejich služeb a biodiverzity
<i>Podpůrné služby/služby biotopů</i>	
Podpora životních cyklů	Prostředí pro udržování životních cyklů organismů
Udržování genetické diverzity	Udržování genetické diverzity volně žijících organismů
Půdotvorba	Zajištění procesů obnovy a tvorby půdy
Cyklus živin	Zajištění koloběhu živin

Klasifikace ekosystémových služeb je dále specifikována ve společné mezinárodní klasifikaci ekosystémových služeb (*Common International Classification of Ecosystem Services*, CICES). Aktuální verze společné mezinárodní klasifikace (4.3) byla vypracována pod vedením Evropské agentury pro životní prostředí v rámci její snahy o revizi a rozšíření Systému environmentálně-ekonomického účetnictví (SEEA) (Tabulka 2). Prozatímní (a výsledná) klasifikace je výsledkem diskuzí a konzultací různých zájmových skupin. Na druhou stranu hlavní motivace vycházela z předpokladu, že standardizovaná klasifikace bude obecně aplikovatelná právě pro potřeby ekonomického účetnictví.

Nicméně klasifikačních systémů pro ekosystémové služby bylo navrženo vícero (Costanza, 2008) a konečná klasifikace ekosystémových služeb použitá při hodnocení by měla odrážet konsensus a potřeby uživatelů.

Tabulka 2. Společná mezinárodní klasifikace ekosystémových služeb, příklad 3-úrovňové klasifikace (verze 4.3).

Sekce ekosystémových služeb	Divize	Skupina
Zásobovací služby	Výživa	Biomasa
		Voda
	Materiály	Biomasa, vlákna
		Voda
	Energie	Energetické zdroje založené na biomase
		Mechanická energie
Regulační a udržovací služby	Sanace odpadů a toxických látek	Sanace pomocí bioty
		Sanace prostřednictvím ekosystémů
	Zprostředkování toků	Toky pevných látek
		Toky kapalin
		Toky plynů/vzduchu
	Udržování biofyzikální a chemických podmínek	Udržování životního cyklu, ochrana prostředí a genofondu
		Ochrana před nemocí a škůdci
		Půdotvorba
		Vodní podmínky
		Regulace klimatu a složení atmosféry
Kulturní služby	Fyzická a intelektuální interakce s ekosystémy a krajinou	Fyzické a zkušenostní interakce
		Intelektuální a výtvarné interakce
	Duchovní, symbolické a další interakce s ekosystémy a krajinou	Duchovní a symbolické
		A jiné kulturní výstupy

7. Konsolidovaná vrstva ekosystémů

Pro hodnocení ekosystémů na národní úrovni se doporučuje využít klasifikaci ekosystémů dle tzv. Konsolidované vrstvy ekosystémů (KVES) ČR. Tento mapový podklad byl vytvořen v rámci řešení projektu TD010066, ve spolupráci s AOPK ČR. Konsolidovaná vrstva ekosystémů je založena na kombinaci Vrstvy mapování biotopů (VMB) s ostatními datovými zdroji o území v ČR, zejména ZABAGED (Základní báze geografických dat), DIBAVOD (Digitální báze vodohospodářských dat), UrbanAtlas a CORINE Land Cover. KVES tak umožňuje rozlišení přírodních biotopů od antropogenních (umělých) typů ekosystémů v rozlišení vhodném pro hodnocení ekosystémových služeb (Tabulka 3). KVES je sestavena pro národní/regiónální úroveň hodnocení a v lokálním měřítku lze využít podrobnější či specifitější datové zdroje.

KVES představuje národní klasifikace LCEU (*Land Cover/Ecosystem Functional Unit*) v pojetí experimentálních ekosystémových účtů SEEA (SEEA, 2013) (viz kapitola 9.6). KVES jednotky klasifikuje do čtyř hierarchických úrovní. Na nejvyšší, agregované úrovni (KAT 1) vrstva rozlišuje šest základních typů ekosystémů, zatímco na nejnižší úrovni (KAT 4) definuje 40 biotopů.

Tabulka 3. Základní kategorie ekosystémů podle konsolidované vrstvy ekosystémů ČR.

KAT1	KAT2	KAT3	KAT4
Urbánní systémy	Souvislá městská zástavba	Souvislá městská zástavba	Souvislá městská zástavba
	Nesouvislá městská zástavba	Nesouvislá městská zástavba	Nesouvislá městská zástavba
	Dopravní síť	Dopravní síť	Dopravní síť
	Průmyslové a obchodní jednotky	Průmyslové a obchodní jednotky	Průmyslové a obchodní jednotky
	Skládky a staveniště	Skládky a staveniště	Skládky a staveniště
	Městská zeleň	Přírodní	Přírodní biotopy ve městě
	Městská zeleň	Nepřírodní	Městské zelené plochy, okrasná zahrada, park, hřbitov
	Městská zeleň	Nepřírodní	Sportovní a rekreační plochy
Zemědělské ekosystémy	Orná půda	Orná půda	Orná půda
	Trvalé kultury	Vinice	Vinice
	Trvalé kultury	Chmelnice	Chmelnice
	Trvalé kultury	Ovocný sad, zahrada	Ovocný sad, zahrada
	Trvalé travní porosty/pastviny	Hospodářské louky	Hospodářské louky
Travní ekosystémy	Přírodě blízké traviny	Přírodní louky	Alpínské louky
	Přírodě blízké traviny	Přírodní louky	Aluviální a vlhké louky
	Přírodě blízké traviny	Přírodní louky	Mezofilní louky
	Přírodě blízké traviny	Přírodní louky	Suché trávníky
Lesní ekosystémy	Lesní půda se stromy	Hospodářské lesy	Hospodářské lesy jehličnaté
	Lesní půda se stromy	Hospodářské lesy	Hospodářské lesy listnaté
	Lesní půda se stromy	Hospodářské lesy	Hospodářské lesy smíšené
	Lesní půda se stromy	Přírodní lesy	Bučiny
	Lesní půda se stromy	Přírodní lesy	Doubravy a dubohabřiny
	Lesní půda se stromy	Přírodní lesy	Lužní a mokřadní lesy
	Bezlesí	Nepůvodní bezlesí	Nepůvodní kosodřevina
	Bezlesí	Nepůvodní bezlesí	Nepůvodní křoviny
	Bezlesí	Přírodní bezlesí	Přírodní kosodřevina

	Bezlesí	Přírodní bezlesí	Přírodní křoviny
	Lesní půda se stromy	Přírodní lesy	Rašelinné lesy
	Lesní půda se stromy	Přírodní lesy	Smrčiny
	Lesní půda se stromy	Přírodní lesy	Suché bory
	Lesní půda se stromy	Přírodní lesy	Suťové lesy
Území bez vegetace	Skalní útvary	Skály, lomy (umělé)	Skály, lomy (umělé)
	Skalní útvary	Skály, sutě	Skály, sutě
Mokřadní ekosystémy	Mokřady	Bažina, močál - ne přírodní rašeliniště	Bažina, močál
	Mokřady	Přírodní mokřady	Mokřady a pobřežní vegetace
	Mokřady	Rašeliniště přírodní	Rašeliniště a prameniště
Vodní ekosystémy	Vodní plochy	Přírodní vodní nádrže	Makrofytní vegetace stojatých vod
	Vodní plochy	Rybníky a nádrže	Rybníky a nádrže
	Vodní toky	Vodní toky nepřirodní	Vodní toky nepřirodní
	Vodní toky	Vodní toky přírodní	Vodní toky přírodní

Propojení dat/hodnot ekosystémových služeb s mapovým podkladem (za využití GIS) představuje žádoucí krok umožňující prostorovou specifikaci integrovaného hodnocení ekosystémových služeb na různých měřítkových úrovních. Jedná se o aktuální trend, který začíná být uplatňován při zpracovávání podobných hodnocení i v zahraničí (Liu et al., 2010).

Zmapování ekosystémových služeb dále může přispět k identifikaci problémů a prioritizaci žádoucích řešení, zejména v souvislosti se synergiemi (více současně poskytovaných služeb) nebo naopak konflikty (vzájemné) mezi službami, i službami a biodiverzitou. Mapy jsou využitelné pro usnadnění diskuzí mezi zájmovými skupinami, vizualizaci umístění služeb nebo místa jejich spotřeby a zohlednění prostorových vazeb, které by jinak mohly být snadno opomenuty. Od tohoto přístupu se očekává přínos zejména pro rozhodovací procesy a krajinné plánování.

8. Postup hodnocení služeb ekosystémů

Hodnocení ekosystémových služeb je založeno na předpokladu, že jeden ekosystém poskytuje určité rozpětí služeb ekosystémů a přispívá tak k vytváření různých přínosů. V některých případech může ekosystém poskytovat několik služeb současně (synergicky), což je například případ lesních ekosystémů při ukládání uhlíku, filtrace vody a rekreačních příležitostí. V jiných případech si mohou jednotlivé služby konkurovat, tzn. vzájemně se vylučovat, čímž dochází k jejich směně. Příkladem může být těžba dřeva versus rekreace. Integrované hodnocení ekosystémových služeb umožňuje posouzení těchto směn, tzv. „trade-offs“.

Hodnocení a posuzování ekosystémových služeb obvykle zahrnuje několik kroků (DEFRA, 2007).

1. Stanovení výchozího stavu ekosystémů a jejich služeb. Stanovení výchozího stavu a ekosystémů a jejich služeb vyžaduje obvykle biofyzikální hodnocení a mapování jednotlivých ekosystémů, resp. služeb. Výchozí podklady pro mapování ekosystémů jsou předmětem kapitoly 7, biofyzikální hodnocení je předmětem kapitoly 9.2.

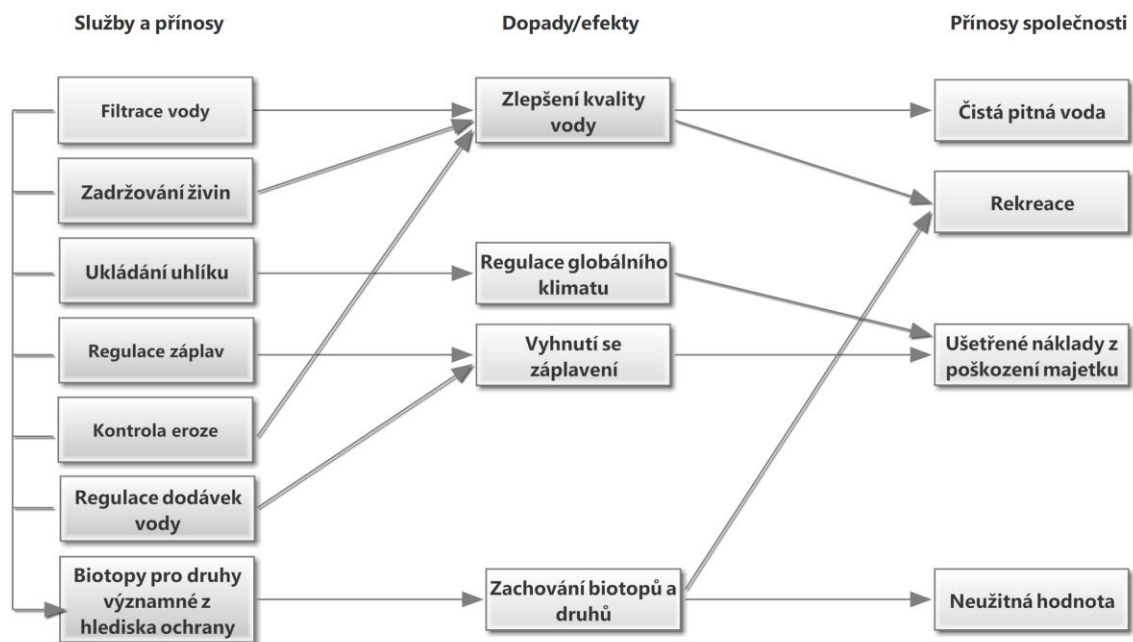
2. Identifikace a kvalitativní posouzení možných dopadů politik na ekosystémové služby. Identifikace a posouzení dopadů politik na ekosystémové služby obvykle vyžaduje využití scénářů (kap. 11), např. dopady politik klimatické změny a mitigací a adaptací na změny klimatu, dopady regionálních politik, sektorových politik (zemědělství, lesnictví, vodní hospodářství).

3. Kvantifikace dopadů politik na konkrétní ekosystémové služby, včetně zhodnocení trade-offs mezi službami. Kvantifikace dopadů vyžaduje využití konkrétních modelů, například InVEST nebo GLOBIO3. Kvantifikace dopadů obvykle vychází ze změn příslušných hnacích sil (kap. 10).

4. Posouzení dopadů na kvalitu lidského života. V této fázi je cílem zhodnotit důsledky změn ekosystémů a jejich služeb na kvalitu lidského života. Jedná se v podstatě o zhodnocení možných dopadů z hlediska koncových bodů kvality lidského života, nikoliv nutně v monetárně založených přístupech (Obr. 2).

5. Hodnocení změn ekosystémových služeb. Zahrnuje ekonomické hodnocení změn rozsahu peněžních užitků poskytovaných ekosystémy. Základní přehled přístupů ekonomického hodnocení poskytuje kapitola 9.3.

Při hodnocení ekosystémových služeb se v současnosti upřednostňuje hodnocení (mezních) změn služeb vyplývajících například ze změny politiky, managementu apod. Hodnocení celkové hodnoty ekosystémových služeb může být žádoucí z hlediska účetnictví přírodního kapitálu a srovnání s celkovým rozsahem ekonomiky.



Obrázek 2. Vazby ekosystémových služeb na kvalitu života na příkladu mokřadů. Podle DEFRA 2007.

9. Zhodnocení současného stavu ekosystémových služeb

Zhodnocení současného stavu ekosystémových služeb předpokládá obvykle přenos biofyzikálních a ekonomických hodnot nebo využití komplexnějších modelů hodnocení ES. Kvantitativně založené hodnocení rovněž vyžaduje stanovení vhodných indikátorů ES a prostorového a časového měřítka hodnocení. Kromě kvantitativně založených informací se lze v národním hodnocení zaměřit rovněž na kvalitativní aspekty využívání ekosystémů, jako jsou například sdílené společenské hodnoty či případové studie.

9.1. Přenos hodnot

Zejména pro studie hodnotící služby ekosystémů v širším měřítku se využívá postupu přenosu hodnot, tzv. *value transfer* nebo *benefit transfer* (Liu et al., 2010; Wilson a Hoehn, 2006). Uskutečnění primární studie zjišťující hodnoty ekosystémových služeb je totiž obvykle relativně náročné jak z hlediska potřebného času, tak vynaložených prostředků. Proto se často přistupuje k přenosu hodnot. Přenos hodnot je postup, který využívá hodnoty existujících studií a aplikuje je v novém kontextu. V této metodice zmiňujeme pouze základní principy přenosu hodnot. Podrobnější návody mohou být nalezeny například ve studiích EFTEC (2009) nebo EEA (2010).

Existuje několik přístupů k přenosu hodnot, které se odlišují náročností na data či spolehlivostí výsledků. Základní dva přístupy zahrnují jednotkový přenos hodnot a přenos hodnot pomocí přenosové funkce. Při jednotkovém přenosu hodnot se přenáší neupravené či pouze minimálně upravené hodnoty z původních studií do nového kontextu. Přenos pomocí přenosové funkce usiluje o kvantifikaci funkčního vztahu změny hodnoty v novém kontextu, obvykle například v souvislosti se změnou socioekonomických podmínek. Přenos hodnot je nejčastěji využíván právě v případě ekonomického hodnocení, avšak využitelný je i pro přenos biofyzikálních a společenských hodnot.

Zároveň je potřeba upozornit na určité nevýhody metody, spočívající v riziku zanesení generalizační chyby. Ta nejčastěji zahrnuje nepřesnosti vyplývající ze tří chybových komponent, a sice z předpokladu konstantní hodnoty pro daný typ ekosystému/biotopu, omezeného výběru zdrojových studií a malé rozlohy studijních ploch, která nemusí být reprezentativní na vyšší měřítkové úrovni (Eigenbrod et al., 2010; Plummer, 2009).

Rizika spojená s využitím této metody je však možné snížit, a to nastavením kritérií, která musejí být během rešeršní fáze a výběru zdrojových studií pro přenos hodnot splněna. Jedná se o kritéria, která do co nejvyšší možné míry zabezpečí podobnost (srovnatelnost) zdrojové zájmové oblasti a zkoumané zájmové oblasti. Jde například o vydefinování geografického vymezení zdrojové oblasti, zajištění srovnatelných socioekonomických podmínek, typu ekosystému, metrických ukazatelů a v neposlední řadě důvěryhodnosti zdrojů samotných.

Pro přenos hodnot v rámci pilotního hodnocení ekosystémových služeb v ČR lze využít databázi EKOSERV sestavenou v rámci projektu TD010066 Integrované hodnocení ekosystémových služeb v České republice. Databáze obsahuje celkem 51 biofyzikálních údajů o ročních tocích ekosystémových služeb na jednotku plochy a 121 údajů o ekonomické hodnotě ekosystémových služeb relevantních pro ekosystémy v ČR. Dalších cca 40 údajů lze doplnit z mezinárodní

databáze ESVD (*Ecosystem Service Valuation Database*) vytvářené v rámci globální platformy Partnerství pro ekosystémové služby (*Ecosystem Services Partnership, ESP*). Přehled základních hodnot z databáze poskytuje Tabulka 4

Tabulka 4. Přehled ekonomických hodnot ekosystémových služeb relevantních pro ČR (EUR/ha). (zdroj: Frélichová et al. 2013).

Kategorie služby	Ekosystémová služba	Průměrná hodnota (EUR/ha)
Zásobovací	Produkce biomasy	421,39
	Produkce ryb	107,54
	Produkce zvěřiny	9,91
	Nelesní produkty	57,23
	Produkce dřevní hmoty	6912,09
	Produkce vody	32,43
Regulační	Regulace kvality ovzduší	266,33
	Regulace klimatu	4015,78
	Regulace katastrof	8456,19
	Regulace eroze	5766,57
	Regulace živin	200,10
	Kontrola škůdců	7,31
	Opylování	1378,76
	Regulace odtoku vody	1373,14
	Regulace kvality vody	1210,67
Kulturní	Estetická hodnota	5971,94
	Rekreace	2190,52

9.2. Biofyzikální hodnocení služeb ekosystémů

Biofyzikální hodnocení ekosystémových služeb zahrnuje kvantifikaci toku posuzovaných služeb v biofyzikálních jednotkách. Biofyzikální měření znamená v tomto kontextu ne-monetární, tedy ekosystémové služby jsou vyjádřené jako toky materiálů, toky energie, služby vztažené k regulaci ekosystémů a toky vztažené ke kulturním službám (SEEA, 2013).

Ekosystémové služby jakožto přínosy ekonomice a lidské společnosti jsou výsledkem komplexních ekosystémových procesů. Kvantifikace ekosystémových služeb by měla být založena na dostatečně ověřených indikátorech služeb ekosystémů, včetně výstupů dokumentovaných modelů pro kvantifikaci ekosystémových služeb. Nicméně posuzování ekosystémových služeb nemůže suplovat základní ekologický výzkum a předkládaná metodika pro integrované hodnocení ekosystémových služeb na národní úrovni neslouží jako návod pro hodnocení ekosystémových funkcí a procesů. Posuzované služby ekosystémů jsou vždy finálním výstupem ekosystémových procesů, ze kterých má lidská společnost přínos. Způsob hodnocení konkrétních typů ekosystémů či kategorií služeb ekosystémů může být specifikován zvláštním metodickým předpisem.

Model InVEST (*Integrated Evaluation of Environmental Services and Tradeoffs*) představuje sadu modelovacích nástrojů pro prostředí ArcGIS, vytvořenou v rámci iniciativy Natural Capital Project na Stanfordské univerzitě v USA (Kareiva et al., 2011). Tyto modelovací nástroje jsou volně dostupné a jsou využitelné pro biofyzikální hodnocení ekosystémových služeb, např. ukládání uhlíku či zadržování dusíku v ekosystémech. Primárním vstupem do modelů jsou mapy krajinného pokryvu a využití krajiny, doplněné dalšími socio-ekonomickými a ekologickými parametry. Výstupy jsou prezentovány prostorově explicitně v podobě map úrovně poskytování jednotlivých ekosystémových služeb. Modely InVEST jsou úspěšně využívány při hodnocení ekosystémových služeb pro účely krajinného plánování a územního rozhodování (např. Goldstein et al., 2012; Nelson et al., 2009).

Kromě modelu InVEST existují další nástroje využitelné pro modelování ekosystémových služeb, např. ARIES. Tabulka 5 uvádí potencionálně dostupné datové sady využitelné pro analýzu právě tímto modelem.

Tabulka 5. Příklady využitelných datových sad pro modelování ekosystémových služeb pomocí modelu ARIES

ArcGIS data	Ukládání uhlíku	Regulace povodní	Regulace eroze	Rekreace
Land use/land cover	✓	✓		✓
Vegetační pokryv	✓	✓	✓	
Zásoby uhlíku v půdě	✓			
Průměrné roční srážky	✓	✓	✓	
Digitální model terénu		✓	✓	✓
Průměrná míra eroze (RUSLE)			✓	
Chráněná území				✓
Rekreace (počet turistických lůžek/km ²)				✓
Dopravní infrastruktura				✓

Z hlediska účetnictví biofyzikálních toků ekosystémových služeb lze v návaznosti na experimentální ekosystémové účty SEEA doporučit strukturu uvádění jednotlivých indikátorů ekosystémových služeb pro jednotlivé ekosystémy (Tab. 6).

Tabulka 6. Příklady tabulky pro biofyzikální hodnocení toků ekosystémových služeb.

Typ ekosystémové služby	Typ ekosystému				...
	Lesní	Zemědělský	Urbánní a související zástavba	Mokřadní	
Zásobovací služba	např. tuny dřeva	např. tuny pšenice			
Regulační služba	např. tuny uloženého/uvolněného CO ₂	např. tuny uloženého/uvolněného CO ₂	např. tuny uloženého/uvolněného CO ₂	např. tuny absorbovaného dusíku	
Kulturní služba	např. počet návštěvníků/turistů		např. hektary parků	např. hektary biotopu vodního ptactva	

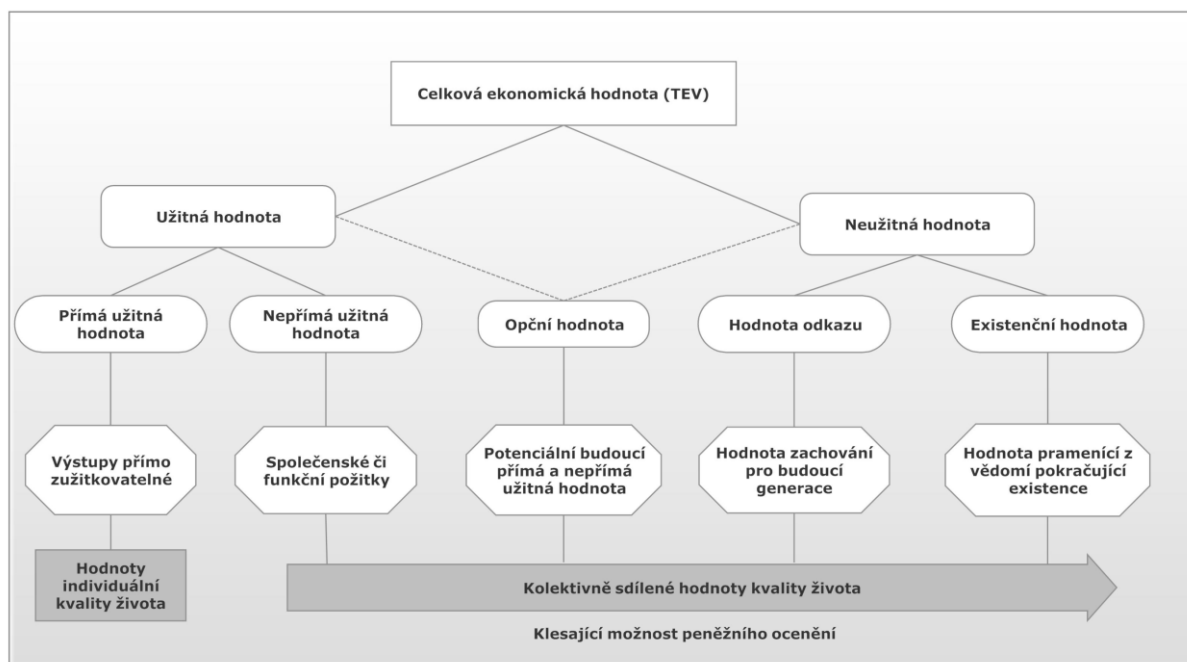
9.3. Ekonomické hodnocení služeb ekosystémů

Stanovení ekonomické hodnoty ekosystémových služeb je nedílnou součástí hodnocení ekosystémových služeb. Dříve se ekonomické hodnocení ekosystémů považovalo za vysoce kontroverzní, v současnosti je však běžnou a dá se dokonce říci dominantní součástí hodnocení ekosystémových služeb. Zatímco ochrana přírody spoléhá obvykle na společenské hodnoty (viz kapitola společenské hodnoty ekosystémů), ekonomické hodnocení se obvykle vyžaduje pro hodnocení důsledků politické nečinnosti spojené s (ne)přijetím konkrétních opatření. Analýza přínosů a nákladů konkrétních opatření, resp. různých alternativ se rovněž obvykle vyčísľuje v peněžních jednotkách, které umožňují zasazení do existujících účetních rámců. Pro vyjádření příspěvku ekosystémových služeb k ekonomické produkci či srovnání v existujících ekonomicko-účetních rámcích potřebujeme znát hodnotu ekosystémových služeb rovněž v peněžních jednotkách.

Pro ekonomické hodnocení ekosystémů neexistuje žádný jednotný univerzální přístup. Naopak, ekosystémové služby lze hodnotit vícero metodickými postupy a navíc celková hodnota ekosystémů je tvořena souborem různých typů hodnot (Obr. 3). Pro hodnocení různých aspektů služeb ekosystémů je tedy potřeba pluralita různých přístupů a jejich rozumná vyváženost. Rozhodně nelze v rámci národního hodnocení ekosystémů aplikovat pouze jedinou metodu hodnocení služeb ekosystémů a zároveň se nelze zaměřit pouze na jediný typ hodnoty ekosystémových služeb, protože tento unifikovaný přístup by vedl ke značnému zkreslení rozsahu přínosů, které ekosystémy lidské společnosti poskytují.

V základním rozlišení se typy ekonomických hodnot rozlišují na užité a neužité hodnoty. Užité hodnoty mohou být hmotné (potraviny, voda, paliva) i nehmotné (rekreace, estetický požitky z prostředí). Nehmotné užité hodnoty jako je rekreace či estetická hodnota ekosystémů obvykle vyžadují aplikaci jiných přístupů hodnocení než přímé užítky. Podobně stanovení neužitých hodnot ekosystémů (hodnota odkazu, existenční hodnota) či stanovení opční hodnoty vyžaduje aplikaci alternativních ekonomických přístupů pro oceňování netržních statků a služeb. Tabulka 7 podává přehled základních přístupů využitelných pro oceňování vybraných ekosystémových služeb (Farber et al., 2006).

Ekosystémové služby, zvláště regulační a kulturní, mají obvykle povahu veřejných statků. Veřejné statky zahrnují podmínky (i) nevylučitelnost ze spotřeby, což znamená, že není možné odepřít lidem užitek z ekosystémové služby, a (ii) nekonkurenčnost spotřeby, což znamená, že přínosy z ekosystémových služeb jedné osobě nesnižují jejich dostupnost ostatním.



Obrázek 3. Typologie ekonomických hodnot využitelných pro hodnocení ekosystémových služeb. Upraveno podle Mace, Bateman, 2011.

Tabulka 7. Příklady vhodných metod ekonomického hodnocení ekosystémových služeb a možnosti přenosu hodnot mezi různými lokalitami. (zdroj: Farber et al. 2006).

Ekosystémová služba	Vhodné valuační metody	Přístupnost k ekonomickému hodnocení	Možnost přenosu mezi lokalitami
Regulace klimatu	CV	Nízká	Vysoká
Regulace složení atmosféry	CV, AC, RC	Střední	Vysoká
Regulace přírodních pohrom	AC	Vysoká	Střední
Biologická kontrola	AC, P	Střední	Vysoká
Regulace odtoku vody	M, AC, RC, H, P, CV	Vysoká	Střední
Zadržování půdy	AC, RC, H	Střední	Střední
Regulace odpadů	RC, AC, CV	Vysoká	Střední až vysoká
Regulace živin	AC, RC	Střední	Střední
Dodávky vody	AC, RC, M, TC	Vysoká	Střední
Dodávky potravin	M, P	Vysoká	Vysoká
Surové materiály	M, P	Vysoká	Vysoká
Genetické zdroje	M, AC	Nízká	Nízká
Zdroje léčiv	AC, RC, P	Vysoká	Vysoká
Dekoratивní materiály	AC, RC, H	Vysoká	Střední
Rekreace	TC, CV	Vysoká	Nízká
Estetická hodnota	H, CV, TC	Vysoká	Nízká
Duchovní hodnoty a dědictví	CV	Nízká	Nízká

M – tržní cena, P – produkční přístup, CV – podmíněné hodnocení, TC – cestovní náklady, RC – náklady náhrady, AC – ušetřené náklady, H – hédonická cena

Ekonomické hodnocení ekosystémových služeb se odlišuje podle typu hodnocené služby, protože každá služba ekosystému přispívá k finálnímu blahobytu odlišným způsobem. Neexistuje tedy jediný univerzální způsob, jak ekonomicky zhodnotit celé spektrum ekosystémových služeb. Naopak pro soudržné národní hodnocení ekosystémů je nezbytné využít celou řadu různých metodických přístupů, které mohou zohlednit různý příspěvek ekosystémových služeb k ekonomické produkce a lidskému blahobytu. Zároveň neexistuje jediná „objektivní“ metoda, jak ocenit ekosystémové služby a při ekonomickém hodnocení je potřeba vycházet z ekonomické teorie a pluralistického přístupu k ekonomickému oceňování reflektujícího rovněž biofyzikální realitu.

Jak již bylo zmíněno, ekosystémové služby stojí často mimo trhy a jejich ekonomická hodnota tedy není známá. Různé ekosystémové služby obvykle vyžadují různé přístupy k jejich hodnocení. Příklady konkrétních metod běžně využívaných pro jednotlivé typy ekosystémových služeb uvádí Tab. 7. Charakteristiku jednotlivých přístupů k ekonomickému hodnocení ekosystémových služeb pak nabízí Tab. 8 (Farber et al., 2006; Liu et al., 2010).

Tabulka 8. Základní přístupy k ekonomickému oceňování ekosystémových služeb (podle Farber et al., 2006; Liu et al., 2010).

Přístup oceňování ES	Charakteristika
Tržní přístupy	
Tržní cena (Market methods, M)	Tržní cena je v podstatě kombinace ochoty platit (<i>Willingness to Pay</i> , WTP) za zboží a služby a ekonomické renty (tj. přebytku výrobce, tedy zisk výrobce po odečtení výrobních nákladů) které se realizují na existujícím trhu. Součet přebytku výrobce a spotřebitelského přebytku poskytuje přibližnou míru společenského užítku či čistých přínosů zboží nebo služby (Lipton et al., 1995). Celkový přebytek je také obvykle interpretován jako souhrnná míra ekonomického blahobytu společnosti.
Produkční funkce (Production function, P)	Hodnoty služeb jsou odhadovány na základě příspěvku ekosystémů a biodiverzity k produkci zboží. Příkladem je zvýšená produkce plodin v důsledku vyšší přítomnosti opylovačů či zvýšená produkce elektřiny v hydroelektrárně v důsledku zadržování vody lesem nacházejícím se v povodí.
Nákladové přístupy	
Ušetřené náklady (Avoided Costs, AC)	Služba je oceněna na základě odhadu nákladů, které nevznikly, nebo možnosti vyhnout se nákladům spojeným s chováním k odvrácení, nebo alespoň zmírnění dopadů nepřítomnosti dané služby (např. čistá voda snižuje dodatečné náklady na úpravu vody, protipovodňová ochrana v podobě retence přívalové vody lesními či mokřadními ekosystémy).
Náklady náhrady (Replacement Costs, RC)	Ztráta ekosystémové služby se hodnotí podle nákladů nutných pro náhradu této služby (např. hodnota terciárního odstraňování živin v mokřadech v případě, že náklady na náhradní řešení jsou nižší než hodnota, kterou společnost přisuzuje přirozenému čistícímu procesu v mokřadech).

Metody odhalených preferencí	
<i>Cestovní náklady (Travel costs, TC)</i>	Ekonomická hodnota konkrétní lokality je odvozována z nákladů vynaložených na její dosažení, např. na základě poptávkové křivky cestovních nákladů (vztahu počet návštěv dané lokality a vynaložených nákladů).
<i>Hédonická cena (Hedonic cost, H)</i>	Hédonická cena zohledňuje preference lidí vůči kvalitě životního prostředí skrze např. trh s nemovitostmi. Metoda zkoumá, nakolik se environmentální přínosy (esteticky hodnotný výhled či blízkost k rekreačně využitelnému lesu) odrážejí v cenách nemovitostí. Příkladem odhadu hédonické ceny je práce Melichara a Kaprové (2013).
Metody vyjádřených preferencí	
<i>Metoda podmíněného hodnocení (CVM)</i>	Metoda spočívá v přímém zjištění ochoty lidí platit nebo akceptovat kompenzaci za změnu ekosystémové služby na hypotetickém trhu.
<i>Výběrový experiment (Choice experiment)</i>	Lidé jsou vyzváni k výběru nebo kategorizaci různých scénářů ekosystémových služeb nebo jejich ekologického stavu, které se liší v mixu jednotlivých služeb či stavů.

9.4. Společenské hodnoty ekosystémů

Protože pojetí hodnoty služeb ekosystémů je značně široké, v mnoha případech nelze hodnotu služeb ekosystémů vyčíslit v ekonomických ukazatelích, ani to není žádoucí. Ekosystémové služby mají celou řadu sociálně-kulturních hodnot, které se těžko kvantifikují. Zejména v případě některých kulturních služeb ekosystémů (vztah k místu, náboženské hodnoty, vzdělávací hodnoty) lze ekonomické postupy hodnocení použít v omezené míře či neposkytují dostatečnou informaci o hodnotě ekosystémů například pro místní společenství.

Kromě ekonomických hodnot poskytují ekosystémy rovněž značné zdravotní přínosy. Zdraví je definováno Světovou zdravotnickou organizací jako stav celkové tělesné, duševní a společenské pohody, a nikoliv tedy pouze absence nemoci či poruchy. Stav ekosystémů má na zdravotní stav značný vliv, a to i v dlouhodobém měřítku.

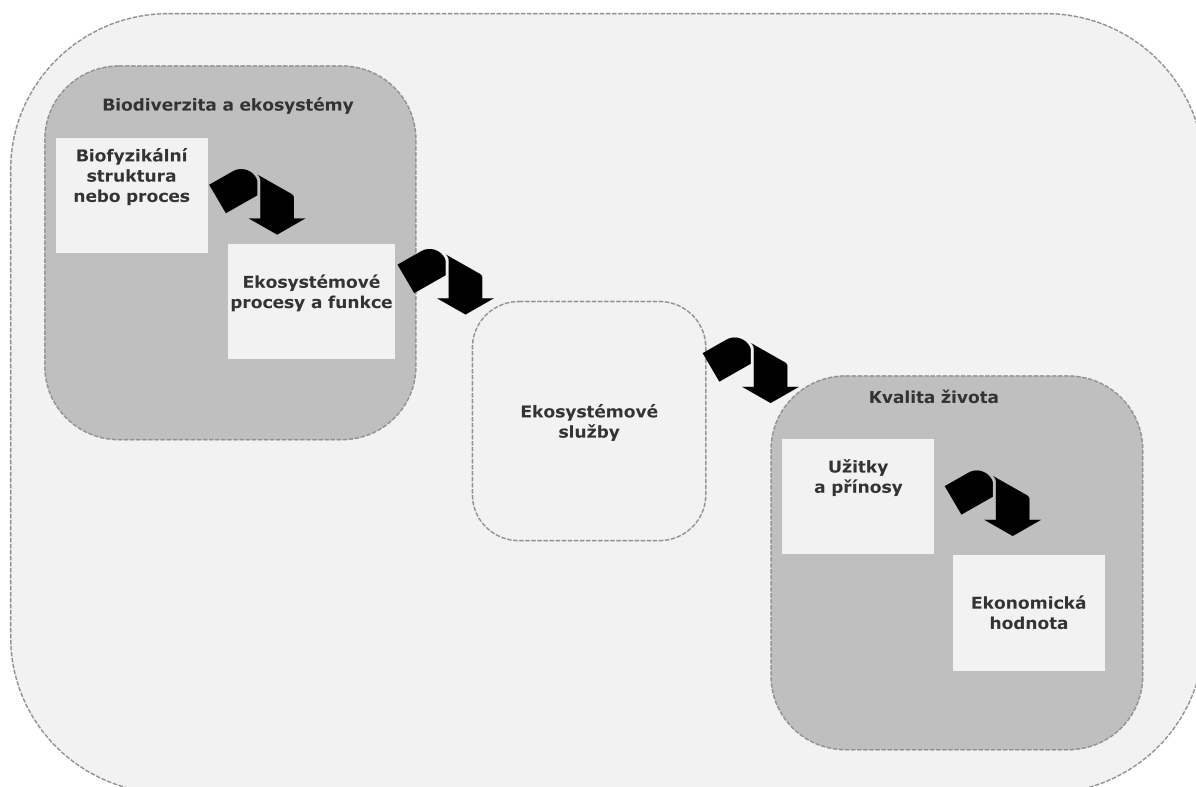
Dalším typem hodnoty, zavedeným v národním hodnocení ekosystémů ve Velké Británii, jsou sdílené společenské hodnoty (Mace & Bateman, 2011). Sdílené společenské hodnoty jsou kulturní hodnoty založené na etickém a estetickém úsudku o přínosech přírodního prostředí a v konečném součtu nemohou být vyjádřeny v ekonomických termínech. Z hlediska klasifikace hodnot se jedná o antropocentrickou vnitřní hodnotu přírody, ve srovnání s instrumentální hodnotou ekonomicky vyjádřitelnou.

Sdílené společenské hodnoty by měly být zohledněny v národním hodnocení, protože hodnoty přírody nejsou vytvářeny pouze individuálními preferencemi. Biofyzikální, ekonomickou i společenskou hodnotu ekosystémových služeb je vhodné identifikovat pomocí tzv. indikátorů ekosystémových služeb. Přehled konkrétních indikátorů uvádí následující kapitola.

9.5. Indikátory ekosystémových služeb a agregace údajů

Ekosystémové služby jsou obvykle vymezeny jako výstupní tok (*flow*) ekosystémových aktiv generujících hodnotu pro lidskou společnost. Poskytování ekosystémových služeb je však většinou odvozeno od zásoby přírodního kapitálu (*stock*), který může pravidelný a udržitelný tok ekosystémových služeb poskytovat. Zásobu přírodního kapitálu, která je vytvářena v případě ekosystémů vždy určitým biofyzikálním procesem či strukturou, si lze představit například jako lesní porost či populaci ryb, z nichž člověk pravidelně odebírá výtěžek pro svoji obživu. Od těchto přírodních procesů či struktur se odvíjí ekosystémové procesy, například odpařování vody či produkce biomasy. Ekosystémová služba jako taková potom tvoří rozhraní mezi ekosystémy (a biodiverzitou) a kvalitou lidského života.

Kvantifikace toků ekosystémových služeb vyžaduje stanovení měřitelných indikátorů, které by umožnily hodnocení změn ekosystémových služeb v čase. Indikátory ekosystémových služeb lze organizovat několika různými způsoby. Jedním z možných přístupů je rozvíjet indikátory podle jednotlivých součástí kaskády ekosystémových služeb (Obrázek 4). Kaskáda poskytování ekosystémových služeb znázorňuje přechody a vztahy mezi zásobou přírodního kapitálu (biofyzikální strukturou a biodiverzitou) přes ekosystémové procesy a služby, až k přínosům pro lidskou společnost a hodnotám, které lidská společnost vůči ekosystémům vyjadřuje.



Obrázek 4. Kaskáda poskytování ekosystémových služeb. Zdroj: Vačkář, 2010 podle Haines-Young & Potschin, 2009.

Dalším možným rámcem pro organizaci indikátorů ekosystémových služeb je rámec DPSIR (Mace & Baillie, 2007). Podle tohoto rámce jsou společenské a demografické změny hnací síly, které vyvíjejí tlak na životní prostředí a tím mohou změnit stav životního prostředí a ekosystémové služby (viz Kapitola 9). Výsledkem jsou dopady na společnost nebo ekosystémy, na které společnost následně reaguje prostřednictvím politik a opatření, jejichž cílem je snížit tlaky a obnovit požadovaný stav.

Klasickým způsobem členění indikátorů ekosystémových služeb je rozdělení podle jednotlivých základních kategorií ekosystémových služeb, tedy zásobovacích, regulačních či kulturních (Tab. 8). Indikátory pro jednotlivé kategorie služeb ekosystémů lze v tomto členění specifikovat pro stav dané služby, resp. její vydatnost, a výkonnost/udržitelnost dané služby v čase.

Agregaci samotnou je třeba považovat z několika různých hledisek: (i) agregace hodnoty různých ekosystémových služeb v rámci jednoho ekosystému, (ii) agregace hodnoty ekosystémové služby napříč vícero ekosystémy a (iii) agregace hodnot jednotlivých toků ekosystémových služeb pro odhad hodnoty ekosystémových aktiv (SEEA, 2013).

Tabulka 9. Příklady indikátorů ekosystémových služeb (podle UNEP WCMC 2011).

Příklady služeb	Ekologická složka služby	Stavový indikátor (vydatnost služby)	Indikátor výkonnosti (udržitelnost služby)
Potraviny	Přítomnost zvířat a rostlin vhodných k obživě	Celková zásoba biomasy (kg/ha)	Čistá produktivita (kcal/ha/rok)
Pitná voda	Přítomnost zásobníků vody	Celkové množství vody (m ³ /ha)	Maximální udržitelná extrakce vody (m ³ /ha/rok)
Vláknina a paliva	Přítomnost druhů s potenciální užitností pro vlákna, paliva atd.	Celková biomasa (kg/ha)	Čistá produktivita (Mg/ha/rok)
Genetické a biochemické zdroje, léčiva	Přítomnost druhů s využitelnými genetickými znaky	Celková zásoba genů/množství účinných látek	Maximální udržitelný výnos
Regulace kvality ovzduší	Kapacita ekosystémů extrahovat aerosoly a chemické látky z ovzduší	Povrchová plocha listů LAI, fixace NO _x apod.	Množství extrahovaných aerosolů – účinky na čistotu ovzduší
Regulace vodního odtoku	Kategorie zemského pokryvu	Kapacita zadržování vody (m ³)	Množství zadržené vody a účinek na hydrologický režim (např. zavlažování, hydroenergie) (m ³ /ha/rok)
Opylování	Početnost a diverzita opylovačů	Počet a efektivita opylujících druhů	Závislost plodin na přírodních opylovačích
Biologická kontrola	Kontrola populací škůdců potravními vazbami	Početnost a účinnost druhů kontrolujících škůdce	Snížení škůdců plodin, nemocí lidí a zvířat
Estetická informace	Estetická kvalita krajiny odvozená od strukturní diverzity a zachovalosti	Počet a plocha krajinných prvků s vyjádřenou hodnotou	Vyjádřená estetická hodnota
Rekreace a turistika	Krajinné prvky nebo atraktivní druhy	Počet a plocha prvků nebo druhů s vyjádřenou rekreační hodnotou	Maximální udržitelné zatížení území lidmi a zařízeními

9.6. Prostorové a časové měřítko hodnocení

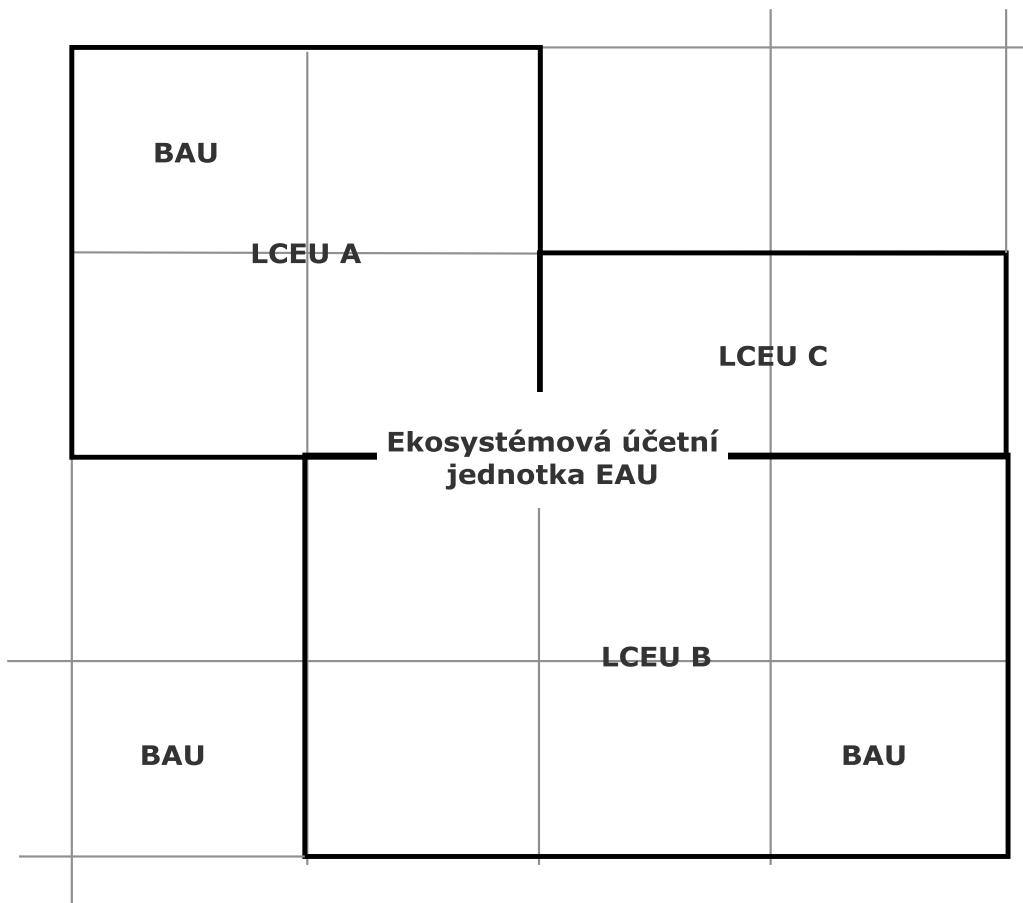
Hodnocení ekosystémových služeb a zpracování výsledků může probíhat v mnoha prostorových a časových měřítkách. Použití relevantního prostorového a časového měřítka by mělo odrážet potřeby konkrétních uživatelů hodnocení. Zatímco výstupy národního hodnocení mohou být prezentovány v jednotné geometrické mřížce nebo po jednotlivých typech ekosystémů, pro jednotlivé uživatele budou vhodnější výstupy zpracované po administrativních jednotkách (např. katastry, kraje či vybrané regiony).

Experimentální ekosystémové účty (SEEA, 2013) pracují se třemi základními hladinami prostorového hodnocení (Obr. 5):

Základní prostorová jednotka (*Basic Spatial Unit, BSU*): Základní prostorová jednotka může mít charakter geografické mřížky, obvykle je určena například prostorovým rozlišením geografických informací. Základní prostorová jednotka je obvykle určena rovněž dostupností informace o topografii, klimatu, půdních typech, či socioekonomických informací o vlastnictví apod.

Funkční jednotka krajinného pokryvu/ekosystému (*Land Cover/Ecosystem Functional Unit, LEAU*). Funkční jednotka krajinného pokryvu/ekosystému je obvykle vymezena jako specifická kategorie krajinného pokryvu a využití území, která sdílí podobné charakteristiky. V rámci Evropy je pro účetnictví území a ekosystémů využívána datová vrstva CORINE Land Cover (CLC). Pro potřeby hodnocení ekosystémů v ČR byla vyvinuta Konsolidovaná vrstva ekosystémů (KVES), která rozlišuje umělé povrchy a přírodní typy biotopů (Kap. 7).

Ekosystémová účetní jednotka (*Ecosystem Accounting Unit, EAU*). Stanovení ekosystémové účetní jednotky závisí na účelu analýzy a obvykle zahrnuje větší územní celky, ve kterých jsou účtovány aktiva ekosystémů a jejich změna v čase. V rámci národního hodnocení lze pracovat v hierarchii EAU, přičemž menší ekosystémové účetní jednotky se skládají do národní úrovně. Stanovení EAU vychází koncepčně z teorie sociálně-ekologických systémů (SES), které integrují dynamiku a funkce ekosystémů s lidskými činnostmi v území.



Obrázek 5. Příklad vazeb mezi BAU, LCEU a EAU. Upraveno podle SEEA (2013).

10. Hnací síly změn ekosystémových služeb

Pro národní hodnocení ekosystémových služeb je doporučeno zpracovat přehled základních hnacích sil ovlivňujících stav ekosystémů a biodiverzity. Hnací síla je každý přírodní nebo člověkem způsobený faktor, který přímo nebo nepřímo způsobuje změny v ekosystému. Přičemž platí, že většinou je jeden proces v ekosystému, potažmo konkrétní ekosystémová služba, ovlivněna více silami. Obecně můžeme hnací síly podle charakteru jejich působení rozdělit na přímé a nepřímé. Přímé i nepřímé lze dělit i dále podle konkrétního typu, základní strukturu rozdělení hnacích sil včetně příkladů přehledně shrnuje Tabulka 10 (MA, 2005; Bennet et al., 2009).

Jak již bylo řečeno, hnací síly na sebe mohou působit navzájem a změny v ekosystémových službách i opět zpětně působí na samotné hnací síly. Díky vlivu hnacích sil mohou i samotné ekosystémové služby interagovat mezi sebou. Například zalesňování travinných ekosystémů pozitivně ovlivňuje ekosystémovou službu ukládání uhlíku, ale může mít negativní dopady na množství dostupné vody. Stanovení hnacích sil a jejich vazeb na ekosystémové služby je důležitou součástí národního hodnocení ekosystémových služeb, protože ovlivňuje jak rozvoj scénářů dalšího vývoje ekosystémů (část 11), tak stanovení odpovídajících opatření a zásahů pro zlepšení stavu ekosystémů a jejich služeb.

Tabulka 10. Rozdělení hnacích sil včetně konkrétních příkladů (upraveno podle MA 2005).

Rozdělení hnacích sil		Konkrétní příklad hnací síly
Nepřímé	Demografické	Porodnost/úmrtnost, očekávaná délka života, migrace
	Ekonomické	Struktura, spotřeba, výroba, HDP, globalizace
	Sociopolitické	Účast veřejnosti v rozhodovacích procesech, působnost organizací ve veřejném prostoru, neziskový sektor, role státu vzhledem k soukromému sektoru, vzdělání, znalosti
	Kulturní a náboženské	Konzumní a udržitelné chování, místní zvyky, náboženství
Přímé síly	Věda a technika	Inovace, efektivita/produktivita, zemědělství, průmysl
	Klimatické změny	Variabilita, CO ₂ , výskyt extrémů (sucho, povodně)
	Používání hnojiv	Produkce, eutrofizace (N, P, K,..)
	Změna využití území	Odlesňování, urbanizace, desertifikace, degradace
	Biologické invaze a choroby	Invazivní druhy, choroby, vymírání druhů

11. Hodnocení budoucího vývoje pomocí scénářů

Zhodnocení možného vývoje ekosystémových služeb v budoucnosti v kontextu socioekonomického vývoje, vývoje základních hnacích sil změn ekosystémů a přijatých politik, opatření a zásahů je nedílnou součástí integrovaného hodnocení. Zároveň poskytuje rámec pro analýzu nejistot spojených s hodnocením ekosystémových služeb na národní úrovni. Základní kroky nezbytné k sestavení dostatečně reprezentativních a věrohodných scénářů prezentuje Tabulka 11.

Tabulka 11. Základní kroky sestavení scénářů budoucího vývoje ekosystémových služeb (Alcamo et al. 2006).

Fáze I: Organizační opatření
1. Ustavení řídicího týmu pro vytvoření scénářů.
2. Ustavení panelu pro vytvoření scénářů.
3. Vedení rozhovorů s koncovými uživateli scénářů.
4. Stanovení cíle a zaměření scénářů.
5. Stanovení nejdůležitější otázek jednotlivých scénářů.
Fáze II: Rozvoj dějové linie scénářů a kvantifikace
6. Vytvoření nultého návrhu scénářů.
7. Uspořádání modelovací analýzy a spuštění kvantifikace.
8. Revize scénářů nultého řádu a vytvoření scénářů prvního řádu.
9. Vyčíslení jednotlivých prvků scénářů.
10. Revidovat scénářů na základě výsledků kvantifikace.
11. Revidovat modelové vstupy pro hnací síly a opětovně spuštění modelů.
Fáze III: Syntéza, hodnocení a šíření výsledků
12. Distribuce návrhu scénářů pro celkovou revizi.
13. Rozvinutí konečné verze scénářů začleněním zpětné vazby od uživatelů.
14. Publikování a šíření scénáře.

Analýza scénářů napomáhá k prozkoumání dlouhodobých možností vývoje sociálně-ekologických systémů a poskytuje informace o důsledcích možných alternativ činů a voleb v rozhodovacích procesech (Raskin, 2005). Cílem scénářů je prozkoumat možné cesty budoucího vývoje, zejména vzhledem k projekcím budoucího stavu životního prostředí a společnosti (Lorencová et al., 2013).

Scénáře lze využít v poměrně široké škále otázek o budoucím vývoji ekosystémových služeb (Alcamo 2001):

(a) Prostřednictvím tzv. baseline (projekcí současného stavu). Scénáře poskytují vhled do budoucích alternativních stavů prostředí bez vlivu dalších politik v oblasti životního prostředí, což ilustruje nutnost implementace nových environmentálních politik, aby se zabránilo negativním dopadům na životní prostředí a ekosystémové služby.

- (b) Scénáře zvyšují povědomí o budoucím propojení environmentálních problémů (např. změna klimatu a potravinová bezpečnost).
- (c) Scénáře mohou ilustrovat, jak politické alternativy přispějí k dosažení určitého cíle.
- (d) Scénáře kombinují kvalitativní a kvantitativní informace o budoucím vývoji konkrétního environmentálního problému.
- (e) Scénáře ukazují robustnost environmentálních politik v rámci různých cest budoucího vývoje, a proto mohou být využity například k testování využití nejlepších dostupných technologií.
- (f) Scénáře mohou přispět k rozhodovacím procesům, pomáhají uchopit v širším měřítku environmentální problémy, berou v úvahu velkou časovou a prostorovou škálu.
- (g) Scénáře pomáhají zvýšit povědomí o nově vznikajících nebo zintenzivňujících se problémech v oblasti životního prostředí v časovém rámci několika desetiletí (např. v případě změny klimatu).

11.1. Příklady scénářů zaměřených na vývoj ekosystémových služeb

Miléniové hodnocení ekosystémů (MA, 2005) představilo scénáře, které se zabývají možnými aspekty globálního vývoje a jejich dopadů na ekosystémové služby. Každý ze čtyř scénářů představuje specifickou alternativu budoucího vývoje v časovém horizontu 2000-2050, s výhledy do roku 2100. Scénáře se zabývají dvěma cestami světového vývoje, tedy globalizací a naproti tomu regionalizací a dvěma přístupy ke správě ekosystémů. První přístup je reaktivní, v tomto případě se environmentální problémy řeší až poté co nastanou, druhý je aktivní, směřující k dlouhodobému zachování ekosystémů.

Národní hodnocení ekosystémů Velké Británie (UK NEA) v návaznosti na přístup Miléniového hodnocení ekosystémů zpracovalo scénáře budoucího vývoje s cílem prozkoumat, jak by se ekosystémy Velké Británie a jejich služby mohly v budoucnosti změnit a jaké by tyto změny měly důsledky pro lidský blahobyt. Metoda sestavení scénářů vycházela z přístupu Alcama et al. (2006) – viz Tabulka 11 a zahrnovala širší zapojení zainteresovaných stran, odborné veřejnosti a koncových uživatelů na iterativním procesu tvorby scénářů. Hodnocené hnací síly změn zahrnují přímé hnací síly jako je změna habitatů, znečištění, nadměrné využívání přírodních zdrojů, změna klimatu a invazní druhy. Nepřímé hnací síly berou v potaz zejména socio-ekonomické aspekty (demografie, ekonomický růst, socio-politické a kulturní změny, pokroky ve vědě a technice). Bylo vytvořeno celkem šest scénářů, které kombinují výše zmíněné hnací síly (UK NEA, 2011).

12. Struktura národního hodnocení ekosystémových služeb

Národní hodnocení ekosystémů představuje ojedinělou možnost provázat ekologické, sociální a ekonomické informace o stavu ekosystémů, biodiverzity a krajiny v České republice.

Příkladem již provedeného zdařilého národního hodnocení ekosystémových služeb je Hodnocení ekosystémů Velké Británie (*UK National Ecosystem Assessment*, UK NEA) z roku 2011. Hodnocení poskytlo přehled o stavu životního prostředí Velké Británie a zároveň odhalilo fakt, že hodnota národních přírodních zdrojů je značně nedoceněná. V souvislosti se stále se zvyšujícími tlaky na využívání těchto zdrojů, např. díky rostoucí populaci či zvýšeným potravním nárokům apod., se ukázalo jako potřebné zohlednit v rozhodovacích procesech reálnou hodnotu ekosystémů a služeb. UK NEA (2011) představuje první analýzu zaměřenou na to, jak životní prostředí Británie přispívá k prosperitě společnosti a národa. Kromě zhodnocení stavu národních ekosystémů a jejich služeb hodnocení stanovilo pravděpodobné trendy v dalším možném vývoji.

Na základě výsledků analýzy UK NEA (2011) byla navržena opatření pro podporu ekosystémových služeb cestu k dosažení udržitelného managementu ekosystémů a jejich služeb ve třech stupních, od podpory a rozvoje vědecké činnosti, přes zavedení (především mezinárodních) legislativních a institucionálních opatření a změnu společenských postojů, až po zavedení dotačních programů (např. agronomických), inovací technologických procesů a šíření osvěty.

Jednotlivé součásti národního hodnocení ekosystémů ustaví Ministerstvo životního prostředí, které je zodpovědné za implementaci strategických cílů v oblasti biodiverzity a ekosystémových služeb (Tab. 12).

Tabulka 12. Řídící struktura národního hodnocení ekosystémů. Podle TEEB, 2013.

Komponenta národní studie	Zodpovědnosti
Koordinátor a vedoucí představitel studie	Celkový koordinátor, vedoucí národního hodnocení. Dohlíží nad celkovou strukturou hodnocení, technickými analýzami, prezentuje průběžné výsledky na domácí i zahraniční půdě.
Sekretariát	Zajišťuje administraci, management a financování národního hodnocení. Zajišťuje rovněž formální komunikaci jak v rámci studie, tak vnější komunikaci.
Řídící (koordinační, implementační) rada	Dohlíží na průběh studie z hlediska plánovaných cílů, fází a výstupů. Řídící rada zahrnuje obvykle zástupce instituce poskytující finanční prostředky. Členové řídicí rady dohlížejí na směřování studie, nicméně bez ovlivňování výsledků či výstupů.
Poradní orgán/expertní panel	Poradní orgán obvykle zahrnuje zástupce odborníků různých disciplín relevantních pro studii. Poradní orgán může poskytovat specifické vstupy, zajišťovat kontrolu kvality studie, napomáhat s komunikací klíčových výsledků a přenášet zjištění do vědecké komunity. Přínosem rovněž bývá koordinace s ostatními probíhajícími procesy.
Autorské týmy	Autorské týmy jsou obvykle skupiny institucí či

	<p>jedinců, kteří zpracovávají technické podklady v návaznosti na plán studie. Autoři obvykle pocházejí z univerzit, výzkumných ústavů, vládních agentur a ministerstev, stejně jako z řad nezávislých konzultantů, nevládních organizací a dalších skupin. Jednotlivé kapitoly hodnocení mají na starosti vedoucí autoři a koordinující autoři.</p>
Recenzenti a recenzní editoři	<p>Recenzenti poskytují zpětnou vazbu a připomínky autorským týmům. Rolí recenzních editorů je zajistit, aby připomínky recenzentů byly řádně zpracovány autorským týmem. Recenzní řízení může být doplněno například otevřenou výzvou k podání připomínek.</p>
Zástupci zájmových skupin	<p>Začlenění zájmových skupin zajišťuje vhodnost výstupů pro koncové uživatele a zároveň přispívá k posílení dopadu jejich využití.</p>

13. Zdroje a odkazy

Alcamo, J. (2001). Scenarios as tools for international environmental assessments. Luxembourg: EEA, EEA Environmental Issue Report No 24., 31 pp.

Alcamo, J., Vuuren, D. v., Ringler, C., Alder, J., Bennett, E. M., Lodge, D. M., Masui, T., Morita, T., Rosegrant, M., Sala, O. E., Schulze, K., Zurek, M., Eickhout, B., Maerker, M., Kok, K. (2006). Methodology for Developing the MA Scenarios. Chapter 6 In S. R. Carpenter, P. L. Pingali, E. M. Bennett, & M. B. Zurek (Eds.), *Ecosystems and Human Well-being: Scenarios* (pp. 145-172). Island Press, Washington, D.C.

Ash, N., Blanco, H., Brown, C., Garcia, K., Henrichs, T., Lucas, N., Raudsepp-Hearne, C., Simpson, R. D., Scholes, R., Tomich, T. P., Vira, B., Zurek, M. (Eds). (2010). *Ecosystems and Human Wellbeing: A Manual for Assessment Practitioners*. Island Press, Washington.

Bateman, I., Mace, G., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K. (2011). Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics* 48: 177–218.

Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.* 12, 1394–404.

Costanza, R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141: 350 - 352.

DEFRA (2007). An introductory guide to valuing ecosystem services. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, 68 pp.

EEA (2010). Scaling up ecosystem benefits: A contribution to The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) study. European Environment Agency, Copenhagen, 44 pp.

EFTEC (2009): Valuing environmental impacts: practical guidelines for the use of value transfer in policy and project appraisal. Department of Environment, Food and Rural Affairs, London, 95 pp.

Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C. D., Gaston, K.J. (2010). Error Propagation Associated with Benefits Transfer-Based Mapping of Ecosystem Services. *Biological Conservation* 143: 2487–2493.

Farber, S., R. Costanza, D.L. Childers, et al. (2006). Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience* 56: 121–133.

Frélichová, J., Vačkář, D., Pártl, A., Loučková, B., Harmáčková, Z., Lorencová, E. (2013). An integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosystem Services* (Elsevier), *submitted*.

Goldstein, J.H., Caldarone, G., Duarte, T.K., Ennaanay, D., Hannahs, N., Mendoza, G., Polasky, S., Wolny, S., Daily, G.C. (2012). Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 7565–7570.

- Haines-Young, R., Potschin, M. (2009). Methodologies for defining and assessing ecosystem services. Final Report, JNCC, Project Code C08-0170-0062, 69 pp.
- Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (Eds.) (2011). *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, New York, 392 pp.
- Lipton, D.W., Wellmann, K., Sheifer, I.C., Weiher, R.F. (1995). *Economic valuation of natural resources: a handbook for coastal resource policymakers*. NOAA Coastal Program Decision Analysis Series No. 5, NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD, 131 pp.
- Liu, S., Costanza, R., Farber, S., Troy, A. (2010). Valuing ecosystem services: theory, practice and the need for transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1185: 54--78.
- Lorencová, E., Frélichová, J., Nelson, E., Vačkář, D. (2013). Past and future impact of land use and climate change on agricultural ecosystem services. *Land Use Policy* 33: 183-194.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment), 2003. *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*. Island Press, Washington, DC.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Wellbeing: Scenarios*. Island Press, Washington, DC.
- Mace, G.M., Baillie, J.E.M. (2007). The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology* 21: 1406 – 1413.
- Mace, G.M., Bateman, I. (2011). Conceptual framework and methodology. Chapter 2 In: *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC, Cambridge, pp. 11 – 26.
- Melichar, J., Kaprová, K. (2013). Revealing preferences of Prague's homebuyers toward greenery amenities: The empirical evidence of distance–size effect. *Landscape and Urban Planning* 109: 56-66.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, Dr., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 4–11.
- Pascual, U., Muradian, R. (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. Chapter 5 In: Pumar, K. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. London and Washington: Earthscan.
- Plummer, M.L. (2009). Assessing Benefit Transfer for the Valuation of Ecosystem Services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 38–45.
- Raskin, P.D. (2005). Global Scenarios: Background Review for the Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems* 8: 133–142.

SEEA (2013). System of Environmental-Economic Accounting 2012: Experimental Ecosystem Accounting. European Commission, Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations, World Bank.

Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries: Synthesis in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Kettunen, M., Vihervaara, P., Kinnunen, S., D'Amato, D., Badura, T., Argimon, M. and Ten Brink, P., Nordic Council of Ministers 2012.

TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2013). Guidance Manual for TEEB Country Studies. Version 1.0.

UK NEA (UK National Ecosystem Assessment) (2011). The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge.

UNEP (United Nations Environment Programme) (1992). Convention on Biological Diversity. UNEP, Nairobi.

UNEP-WCMC (2011). Developing ecosystem service indicators: experiences and lessons learned from sub-global assessments and other initiatives. CBD Technical Series No. 58. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

Vačkář, D. (2010). Ekosystémové služby: globální pohledy, indikátory a příklady. *Životné prostredie* 44 (2): 65–69.

Wilson, M.A., Hoehn, J.P. (2006). Valuing Environmental Goods and Services Using Benefit Transfer: The State-of-the art and Science. *Ecological Economics*. 60: 335–342.